DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170113

孙琦, 白中科, 曹银贵. 基于生态风险评价的采煤矿区土地损毁与复垦过程分析[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(6): 795−804
Sun Q, Bai Z K, Cao Y G. Process analysis of land destruction and reclamation in coal mining areas using ecological risk assessment[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(6): 795−804

基于生态风险评价的采煤矿区土地损毁与复垦过程分析*

孙 琦[1], 白中科[1,2**], 曹银贵[1,2]

(1. 中国地质大学土地科学学技术学院 北京 100083; 2. 国土资源部土地整治重点实验室 北京 100035)

摘 要: 煤炭开采和复垦活动带来强烈的地表变化和生态环境扰动。该文以山西省平朔矿区为例, 通过构建评价模型分析采煤矿区的生态风险动态变化。通过采用最小损毁累积模型测算风险源累积损毁影响值, 利用遥感影像结合野外实测数据计算生态脆弱度指数, 得出矿区2001年和2010年矿区生态风险值, 分析不同开采年份中矿区由于采矿和复垦活动带来的生态风险变化。结果表明: 随着煤炭产量的增加, 2010年土地损毁的累积影响范围比2001年增长了7 095.17 hm^2; 但是已复垦排土场的损毁累积危害下降明显, 并且随着矿区扰动区域的东移, 采矿对研究区西部的影响也在减弱。经过10年的土地复垦与生态重建措施, 已复垦的排土场生态风险值呈下降趋势, 生态系统趋于稳定。在采矿扰动区中, 2001年处于中等风险及以下的区域占比为0.02%, 到2010年为16.77%。特大型采煤矿区扰动范围较大, 但是采后土地复垦有助于降低局部生态风险的影响。通过研究矿区土地损毁情况、复垦过程和复垦后的状态, 分析不同区域生态风险的动态变化, 可以为矿区的生态环境治理和区域发展规划提供参考, 为矿区管理和相关决策提供科学依据。

关键词: 生态风险评价; 生态脆弱度; 土地损毁; 土地复垦; 采煤矿区
中图分类号: TD88; X171.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2017)06-0795-10

Process analysis of land destruction and reclamation in coal mining areas using ecological risk assessment*

SUN Qi[1], BAI Zhongke[1,2**], CAO Yingui[1,2]

(1. School of Land Science and Technology, China University of Geosciences, Beijing 100083, China; 2. Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Ministry of Land and Resources, Beijing 100035, China)

Abstract: With the development of coal mining and land reclamation, the landforms and environmental conditions in mining areas have been disturbed. It is necessary to take positive initiatives to prevent eco-risks during mining exploitations and construct a key ecological civilization and socio-economic development. This paper used Pingshuo Coal Mine in Shanxi Province as a case study to analyze and build an evaluation model of dynamic ecological risks in coal mining areas. Using 30 m × 30 m grid units, the study evaluated, mapped and classified at unit grid scale ecological risks in the mining area. Based on the study, the ecological risk in the mining area varied with land destruction and reclamation processes. A model of the cumulative effect of land destruction was used to assess risk sources. Also remote-sensing images and field measured data were used to calculate

* 山西省科技重大专项(2012BAC10B00)资助
** 通讯作者: 白中科, 主要从事土地整理复垦与生态修复、环境影响评价研究工作。E-mail: baizk@cugb.edu.cn
孙琦, 主要研究方向为土地复垦与生态修复。E-mail: qsun2016@126.com
收稿日期: 2017-02-10 接受日期: 2017-03-22
* This work was supported by the Key Science and Technology Project of Shanxi Province (2012BAC10B00).
** Corresponding author, E-mail: baizk@cugb.edu.cn
Received Feb. 10, 2017; accepted Mar. 22, 2017

the values of ecological vulnerability index in the region. Through index calculations, the ecological risk values for the mining area were determined for 2001 and 2010. Also through the combination of existing remote-sensing techniques with field measurements, the values were reasonably up-scaled for the entire area with a highly visualized evaluation results. Then the effects of potential risks were determined and optimized land use forms and mining technology identified using the dynamic changes in ecological risk. The results showed that with increasing coal production, the cumulative affecting area of land destruction increased by 7 095.17 hm^2 from 2001 to 2010. However, the cumulative effect decreased obviously for reclaimed dumps. With the continuous eastward open-pit mining, the effect of mining on the west region of the study area weakened. After 10 years of land reclamation and ecological reconstruction, ecological risks in reclaimed dumps declined and the ecosystem seemly stabilized. The medium and low risk area accounted for 0.02% of the disturbed area due to mining in 2001 and up to 16.77% in 2010. This implied that land reclamation reduced the effects of ecological risk in the region. The combined risk value for open-cast and underground mining was unstable, with a value of ecological risk as low as 0.45 or as high as 0.80. The risk of partial uneven subsidence and soil erosion clearly increased in frequency and intensity in the area. The study demonstrated that the analysis of ecological risk could reflect the processes of land destruction and reclamation via mining, changes in ecosystem structure and function, and the spatial heterogeneity in space-time fabric. Hence such analysis was a reference base for planning environment recovery and regional development. As a source of risk for the regional ecosystem, land reclamation in mining areas should focus on increasing the ecological functions of reclaimed areas.
Keywords: Ecological risk assessment; Ecological vulnerability; Land destruction; Land reclamation; Coal mining area

作为环境风险管理的重要组成部分及科学支撑，生态风险评价是当前环境管理领域中的重点和难点[1-3]。由以往的研究中可以看到，矿业开采与能源生产等会引发一系列的生态环境问题，威胁着区域生态环境的稳定与可持续性[4-6]。学者们对矿区的生态风险评价研究多为重金属污染风险评价和基于土地利用变化的景观风险评价，试图通过风险发生概率、生态损失度、生态承载力、景观格局指数等探讨生态风险发生的可能性与严重性[7-10]。随着矿业开采对土地扰动的增强，对矿区生态风险的研究也在不断深入，其定量评价方法的探讨已成为我国矿区生态风险研究的趋势[11-13]。

矿业开采使矿区土地利用类型处于快速变化的动态过程，矿区的土地损毁作为风险源，其对生态系统的潜在危害是一定时期内的累积风险[11]，使用静态的景观生态风险评价结果不适宜表征矿区生态系统的组织与更新，有必要从可持续的角度定量化生态风险评价指标，反映矿区生态风险的动态变化。而学者对于矿区的生态环境评价多关注在运用生命周期理论对不同发展期的矿业城市进行评价[14-15]，且遥感数据多用来判断景观动态变化特征[16-17]，从时空变化趋势来分析矿区的生态风险变化的研究尚鲜见报道。在全球环境形势及我国经济发展与生态保护并存的制度下，研究矿区土地损毁情况、复垦过程和复垦后的状态，对潜在复垦区域进行生态风险评价，可以为煤矿区的生态环境治理和区域发展规划提供决策参考。

我国煤炭资源大部分处于干旱、半干旱的生态脆弱区，矿区在开采的过程中不可避免地造成大面积地表挖损和塌陷[18]、多次损毁、土壤生态破坏、植被受损、水土流失、土地和水污染等问题[9,19]。本文以山西省平朔矿区为例，利用 2001 年和 2010 年的 Landsat TM 影像数据，结合矿区地表土地损毁特征及开采和复垦两类活动带来的生态环境变化，分析一定时期内矿区生态风险变化的过程特征。

1 研究区概况和数据来源

1.1 研究区概况

平朔矿区位于山西省北部朔州市平鲁区内，属温带半干旱季风气候，年平均气温 4.8~7.8 ℃，年降雨量 428.2~449.0 mm，属于草原植被类型。地带性土壤为栗钙土和栗褐土，土壤有机质含量低、结构差、抗蚀能力弱，是桑干河流域土壤侵蚀最为严重的地区，同时本地区冬春季节风大风多，地表干燥。本地区生态系统抗逆能力差，属黄土高原典型的生态脆弱区。平朔矿区属于大型露井联采矿区[20]，现包含 3 个大型露天矿、3 个井工矿，处于不同的开采阶段，矿区范围近 160 km^2。地貌为黄土低山丘陵，海拔高度 1 300~1 400 m。自 2001 年以来，矿区的生产呈现出持续稳定增长的趋势，原煤产量由 2001 年的 2 180 万 t 提高到 2010 年的 10 388 万 t，增长 4.77 倍，年均增长 1 174 万 t。截至 2010 年矿区已复垦的土地面积为 1 084.87 hm^2，占已有排土场面积的 33.45%，土地复垦类型主要以乔木林地和灌木林地为主。

1.2 数据来源

本文以 2001 年和 2010 年的 TM 影像为主要数

据源，分别为 2001 年 8 月 20 日和 2010 年 7 月 12 日的 Landsat 5 平台数据，以 ENVI 4.8 软件为操作平台，对影像进行预处理，主要包括大气辐射校正、几何校正、影像裁剪等操作，并采用人工神经网络(artificial neural net)分类与目视解译相结合的方法，获得研究区 2001 年和 2010 年的土地利用数据；结合研究区特点，将研究区土地划分为耕地、草地、林地、城镇用地、农村居民点、交通运输用地、露天采坑、排土场剥离区、工业场地。此外，本文参考朔州市国民经济和社会发展统计数据、《朔州市土地利用总体规划(2006—2020 年)》、朔州市 2010 年土地利用变更数据等，对遥感影像数据作补充，确保研究数据可靠；其他数据资料包括矿山实地调研数据成果、矿区 1∶2 000 地形图等。

2　研究方法

2.1　研究思路

矿区土地按不同的演变阶段可分为 3 种类型：原地貌、扰动地和复垦地。从土地生态系统的稳定性来看，原地貌处于原始的生态系统环境中，具有一定的稳定性；扰动土地因人为活动而处于快速动态变化中；复垦地是在露天采空区或原地貌上快速堆叠形成的人工重塑地貌上进行土壤重构与植被重建，生态系统处于再造过程中，具有一定的波动性。同时，由于平朔矿区是典型的露井联采矿区，开采类型为镶嵌型和叠加型，采矿作业相互作用加大了地质灾害、土壤侵蚀、水土流失等风险的发生。

风险源和风险受体是生态风险评价的重要组成，在矿区生态风险因果链研究的基础上[6]，从风险压力的释放和承受风险的能力两方面构建生态风险评价指标体系，即土地损毁压力和生态脆弱度。将风险源确定为矿区土地损毁的各个环节，土地损毁造成的环境压力越大，生态系统承受的风险性就越高。基于最小累积阻力的连通性模型近年来在生态安全评价和景观格局优化等方面广泛应用[4,21-22]，可以定量表征矿区生态风险源与受体间的风险累积关系。

风险受体在生态风险评价中通常被认为是研究区所在的各类生态系统，可以通过生态脆弱性评价来判断生态系统在特定时空尺度相对于外界干扰所具有的敏感反应和自我恢复能力[23]。如果生态环境本身较脆弱，其抵抗风险和恢复的能力也相应较低，承受风险的能力也弱，选取的指标既要反映生态系统结构的健康程度，同时又要反映生态系统服务功能的强弱，可从植被、气候条件、土壤侵蚀度以及环境质量等方面进行评价[24]。

2.2　矿区生态风险评价方法

2.2.1　评价指标体系

基于上述分析，将生态风险“暴露—响应”评价过程具体化为对风险源土地损毁累积评价和风险受体生态脆弱度评价两个方面，分别反映“矿业开采-生态系统”不同风险源、风险受体及其交互作用的特征，可以表征具体的开采、复垦活动或生态过程，通过对研究区 30 m×30 m 的像元进行评价实现矿区的生态风险空间上的响应。

土地损毁累积评价的准则层是土地损毁压力，各指标通过划分矿业活动扰动区获得矢量数据，进而通过空间分析方法提取指标值；二级指标包括土地损毁过程的 7 个具体指标(表 1)。风险受体生态脆弱度评价则包括植被、湿度、土地利用类型等 5 个指标(表 1)，通过遥感手段和矿区野外调研实测数据获得。

基于德尔菲法和 0~4 对比评分法确定指标权重，即 2 个因子比较时，相对重要程度有以下 3 种基本情况：1)影响很大的因子得 4 分，另一很小的因子得 0；2)较大影响的因子得 3 分，另一影响较小的因子得 1 分；3)同样影响的因子各得 2 分。对这 12 个指标进行标准化，定量表征矿区生态风险(表 1)。

对指标值采用极差标准化的方法，公式为：

正效应指标：$X_a'=(x_a-x_{min})/(x_{max}-x_{min})$　(1)

负效应指标：$X_a'=(x_{max}-x_a)/(x_{max}-x_{min})$　(2)

式中：X_a'为指标 x_a 的标准化值，x_a 为某指标 x 的取值，x_{max} 为指标 x 的最大值，x_{min} 为指标 x 的最小值。

2.2.2　评价方法

2.2.2.1　土地损毁累积评价

通过土地损毁的累积作用(cumulative effect, CE)表征不同类型损毁土地的综合危害的作用大小，通过各类土地损毁压力值及风险源对外扩散耗费系数(sprawl resistance index, SRI)进行量化，即风险源作用到空间上某点的生态阻力越小，则此点累积的土地损毁危害越高，生态风险越高。

$$\mathrm{CE}_i = 1-\Sigma_i' \tag{3}$$

$$\Sigma_i' = \sqrt{(1-\beta_i)\times \mathrm{SRI}_i'} \tag{4}$$

式中：CE_i 表示空间内任意像元对某类风险源的累积损毁值，Σ' 表示矿区损毁耗费程度的标准化值，β 表示对应像元的土地损毁压力指标中的指标权重，SRI_i' 是该类风险源的扩散到此点时的耗费系数的标准化值，i 为 30 m×30 m 的像元单位。

表 1 矿区生态风险评价指标体系
Table 1 Ecological risk evaluation index system of mining area

准则 Rule	指标 Index	定义 Definition	方向 Effect	权重 Weight
土地损毁压力 Pressure of land destruction	地下开采 Underground mining	地表裂缝、土壤退化 Collapse-fissure, soil degradation	+	0.116
	矸石排弃 Gangue abandoned	土壤侵蚀、非均匀沉降 Soil erosion, unequal settlement	+	0.123
	原地貌剥离 Original landform stripping	原生生态系统丧失、扬尘污染 Loss of native ecosystems, dust pollution	+	0.074
	露天开采 Open-pit mining	采区边坡稳定性、粉尘污染 Instability of stripping slope, coal-dust pollution	+	0.098
	运输排弃 Dumping	矸石自燃、非均匀沉降、边坡稳定性、土壤侵蚀、扬尘污染 Gangue spontaneous combustion, unequal settlement, instability of mining slope, soil degradation, dust pollution	+	0.291
	复垦管护 Reclamation	植被退化、土壤退化 Vegetation degradation, soil degradation	+	0.091
	洗选 Washing	粉尘污染、重金属污染、有机物污染 Pollution of dust, heavy metal and organic matter	+	0.208
生态脆弱度 Ecological vulnerability index	湿润指数 Wet index	波段差值提取 Calculation of different bands	–	0.202
	裸土指数 Bare soil index	波段差值提取 Calculation of different bands	+	0.184
	植被覆盖度 Vegetation coverage	利用 NDVI 计算 Calculation of NDVI	–	0.152
	生态系统服务价值 Ecological system service value	生态系统服务价值当量 Ecosystem service value equivalent	–	0.229
	土壤侵蚀 Soil erosion	水蚀+风蚀(坡度、植被类型、年降水量、复垦程度) Analysis of slope, vegetation type, annual precipitation and extent of reclamation	+	0.235

+: 正效应; –: 负效应。"+" means a positive effect, "–" means a negative effect.

扩散耗费系数 SRI 可借助 GIS 中 Cost distance 模块进行计算，任一单元的耗费成本(cost)越高，越有利于该单元抵抗外来风险。借鉴景观评价中对土地利用类型的划分情况，将 Cost 值设置为林地赋值 1，草地赋值 0.6，耕地赋值 0.4，居民点赋值 0.3，裸地赋值 0.2，采矿用地与交通设施用地赋值为 0[4]。

2.2.2.2 生态风险脆弱度评价

风险受体生态脆弱度各指标的选择依据和计算方法如下:

1)湿度指数(WET)：通过监测矿区地面土壤湿度及其变化规律，可为恢复矿区土地原貌、恢复植被覆盖等工作的展开提供基础信息[25]。采用 Crist 提出的公式提取所需指数[26]，根据植被指数信息和地表温度信息，采用温度植被干燥指数法反演得到研究区的土壤湿度信息。

2)裸土指数(NDSI)：由纯裸土指数 SI 和建筑指数 IBI 二者合成，是由于本研究区中不只有单纯的裸土，还有相当一部分的工业用地硬化表面，具体指标选用及计算方法参考徐涵秋提出的指数计算方法[27]。

3)植被覆盖度：植被是生态系统的主体成员，植被覆盖度可以作为农业、环境遥感监测和评估分析的定量因子[28]，与单纯强调绿地面积不同，植被覆盖度更能反映植物的功能属性和生态系统的健康程度[29]。本研究借鉴前人研究结果[30]，将 NDVI>0.5 的像元认为纯植被像元，当 NDVI<0.2 时，作为纯裸土像元，植被覆盖度(Pv)采用下式计算：

$$P_v=\left(\frac{NDVI-NDVI_{min}}{NDVI_{max}-NDVI_{min}}\right)^2 \qquad (5)$$

式中: $NDVI_{max}$ 取值为 0.5, $NDVI_{min}$ 取值为 0.2。

4)生态服务价值：土地利用类型是最常见的景观表达方式之一，可以直观表达人类活动过程，借鉴生态系统服务价值的表述方式来进行赋值。有学者根据地域特征提出了山西省的生态服务功能价值的当量[31-32]，而矿区生态系统具有一定的特殊性[33-35]，通过参考前人研究得到不同土地利用类型的生态系统服务价值(表 2)。

表 2 平朔矿区不同土地利用类型的生态系统服务价值当量
Table 2 Ecosystem service value of different land use types in Pingshuo Coal Mine

土地利用类型 Land use type	生态系统服务价值当量 Ecosystem service value (¥·hm^{-2}·a^{-1})
林地 Forest land	2 416.00
草地 Grassland	1 208.21
耕地 Cultivated land	736.00
裸地 Unused land	0
建设用地 Construction land	0
采矿用地 Mining land	–643.38

5)土壤侵蚀度：土壤侵蚀程度反映土体的稳定性。由于采矿、排土造成土壤侵蚀加剧，研究区内土壤侵蚀包括风蚀、水蚀和工程侵蚀，考虑因子包括坡度、植被覆盖度等。根据平朔矿区历年统计数

据、资料和图件得出研究区内不同区域的土壤侵蚀模数。

生态脆弱度的计算方法如下:

$$EVI_i = \sum_{j=1}^{5} W_{Vj} \times V'_{ij} \tag{6}$$

式中: EVI_i 表示露天矿内任一像元上的生态脆弱度指数(ecological vulnerability index), W_{Vj} 为各指标权重, V'_{ij} 为 V_{ij} 的标准值, V_{ij} 为相应的指标值, j 表示生态脆弱度评价中的评价指标, i 为 30 m×30 m 的像元单位。

2.2.3　矿区生态风险评价

借鉴理想景观向量模型[36-37]可得到生态风险评价的计算方法如下:

$$ERV_i = \sqrt{EVI_i \times CE_i} \tag{7}$$

式中: ERV_i 是研究区空间单元上的生态风险值(ecological risk value), EVI_i 是生态脆弱度值, CE_i 是土地损毁累积作用值, i 为 30 m×30 m 的像元单位。

为了进一步说明生态风险值的空间分布差异和土地扰动类型间的变化, 在研究区设置两条剖面线, 经过原地貌、已复垦排土场、工业场地、未复垦排土场、井工开采、露井复域、露天采区和剥离区 8 类区域(图 1), 对不同区域的生态风险值进行比较。

3　结果与分析

3.1　矿区土地损毁生态风险累积

随着开采活动的推进, 研究区土地扰动类型面积扩大、类型增加(图 1)。2001—2010 年露天开采造成大量土地被剥离、挖损、塌陷、压占和占用, 原地貌向剥离区、采场和排土场等类型转变, 新增土地损毁面积为 2 767.79 hm^2, 露天采场面积增加 428.09 hm^2, 未复垦排土场面积增加为 1 281.32 hm^2, 其中二次损毁的排土场面积为 1 449.04 hm^2; 至 2010 年研究区已复垦排土场 1 084.87 hm^2, 与损毁土地的面积比为 1∶4, 低于 2001 年的 1∶3。研究期内年均复垦面积为 46.93 hm^2, 年均土地损毁面积 276.78 hm^2, 复垦速度低于土地的损毁速度。从土地扰动类型的年度变化来看, 2001—2010 年剥离区的变化最为剧烈, 年均变化率为 16.92%, 其次是未复垦排土场, 为 14.61%。

2001—2010 年土地损毁累积危害值(CE)的空间分布、区域大小发生了明显变化(图 2)。2001 年和 2010 年的损毁累积危害高值区域(0.7≤CE<1)为剥离区、采矿区和工业场地, 中值区域(0.35≤CE<0.7)是未复垦的排土场和距离较近的原地貌, 低值区域(0≤CE<0.35)是远离矿业开发扰动的原地貌。随着煤炭开采量增加及井工煤矿和研究区东北方向东露天矿的投入使用, 2010 年土地损毁的累积影响范围(CE>0.35)达 24 113.23 hm^2, 比 2001 年增长了 7 095.17 hm^2。其中, 已复垦排土场的损毁累积值明显下降, 并随矿区扰动区域的东移, 对研究区西部的影响减弱。

3.2　矿区生态脆弱度指标分析

将矿区生态脆弱度评价指标分为 5 个等级(表 3), 定量揭示两个研究期 5 个指标的面积变化。2001 年 WET 指数主要分布在 0.4~0.8, 2010 年则主要分布在 0.6~1.0, 整体呈增长趋势, 且在 0.8~1.0 范围内 2010 年比 2001 年增加 8 394.91 hm^2。NDSI 指数在 2001 年主要分布在 0.4~1.0 范围中, 而 2010 年向低值区域转移, 主要分布在 0.2~0.8, 2010 年 0.4~0.6 中值面积明显增加。两期植被覆盖度在不同值域的分布较稳定, 2010 年相比 2001 年植被覆盖情况总体呈下降态势, 植被覆盖度小于 20%的区域面积增长较多。矿区的生态服务价值低值区面积(0~0.4)在 2010 年相比 2001 年增长了 1 倍; 2001—2010 年间, 由于煤矿的开采, 原地貌耕地、林地和草地面积大量减少, 转化为剥离区、露天采坑、排土场等土地利用类型, 生态系统服务能力下降; 0.4~0.6 这一范围的面积也呈下降趋势, 由于复垦地多适宜优先恢复为林草地, 故区域内耕地面积减少; 高值区数据变化不明显, 研究区内林草地的损毁与恢复水平基本持平。研究区原地貌是风蚀和水蚀并重区, 但在矿区内由于采矿工程造成的工程侵蚀重于原地貌, 随着排土场面积的扩大, 土壤侵蚀强烈的区域面积也在增加(0.6~1)。

结合研究区的扰动变化图(图 1)进行交互分析, 有助于了解到矿区生态环境的退化和改善情况。从图 3 中可以看出剥离区和未复垦排土场等区域其生态脆弱度属于高值区, 但是会随着矿业开采的推进和复垦工程的实施而发生空间的变化。这两类区域的地表植被组成基本没有, 保水能力差, 土壤侵蚀严重, 容易引发地质不稳定、水土流失、扬尘污染等问题。工业场地区的生态脆弱强度没有明显变化, 在空间上表现为面积的扩大。已复垦的排土场的评价结果较复杂, 总体为低生态脆弱度, 并表现出良性变化趋势, 局域生态系统稳定性优于原地貌。其中已复垦内排、西排及南排的生态系统恢复情况极好, 少数中度脆弱区受到早期排土技术不科学和后期管护不当的影响: 南排西南区域由于矸石自燃造成植被大量死亡, 大面积的表土裸

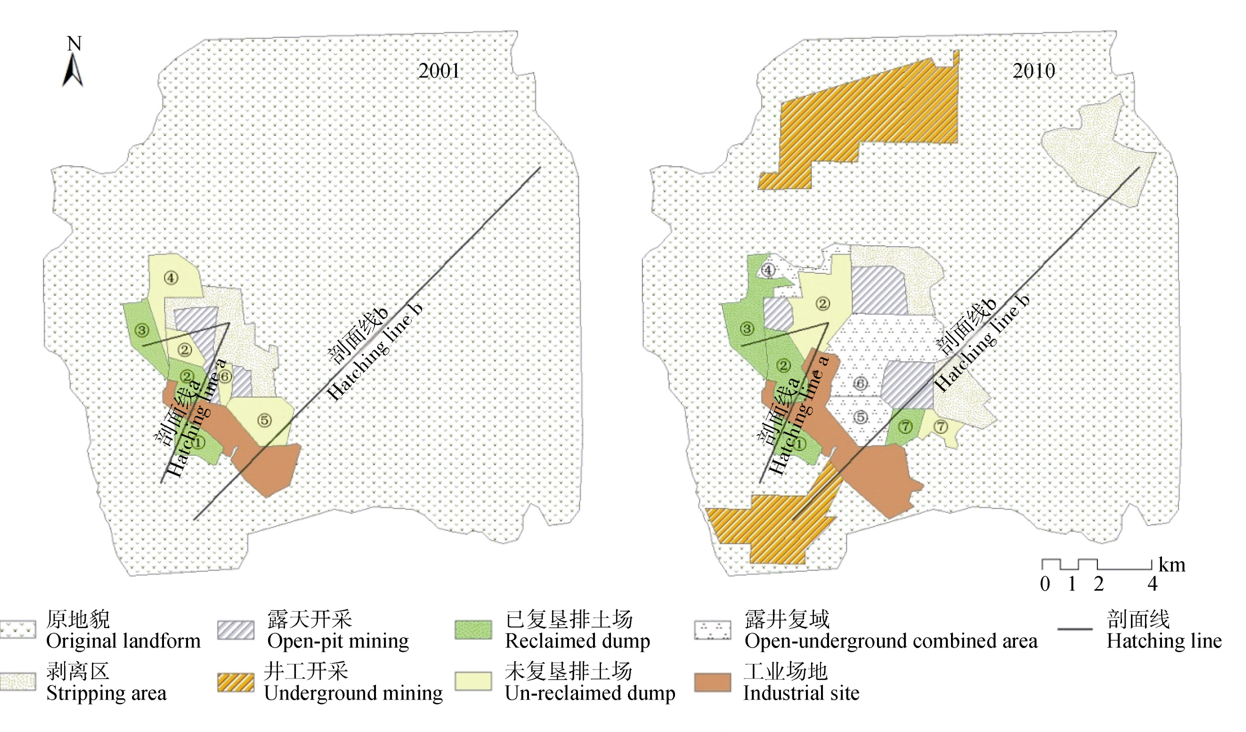


图 1　用于描述 2001 年和 2010 年矿区扰动区域生态风险变化的平朔矿区土地扰动区及剖面线示意图

Fig. 1　Sketch maps of mining disturbed zones and hatching lines in Pingshuo Mining Area used for analysis of ecological risk of disturbance in 2001 and 2010

①安太堡南排; ②安太堡内排; ③安太堡西排; ④安太堡西排扩大区; ⑤安家岭西排; ⑥安家岭内排; ⑦安家岭东排。① south dump of Antaibao; ② inner dump of Antaibao; ③ west dump of Antaibao; ④ expand-west dump of Antaibao; ⑤ west dump of Anjialing; ⑥ innerdump of Anjialing; ⑦ east dump of Anjialing.

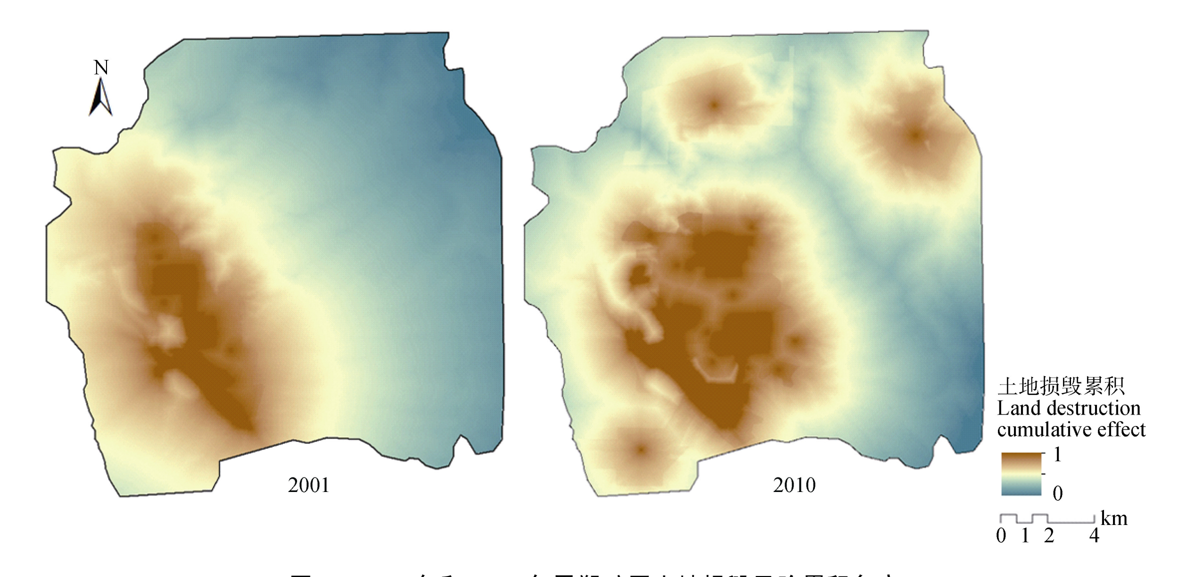


图 2　2001 年和 2010 年平朔矿区土地损毁风险累积危害

Fig. 2　Land destruction cumulative effect in Pingshuo Mining Area in 2001 and 2010

露，还有部分区域有灌浆灭火用的混凝土浆料溢出；西排部分区域由于火灾的影响造成了植被的退化。生态脆弱度的变化反映了伴随着植被消失和重建、土壤结构发生较大改变的过程中矿区生态系统结构及功能的变化。

3.3　矿区生态风险空间异质性

对于生态风险值(ERV)采用 ArcGIS 中的自然裂点法进行划分，2001 年的裂点为[0.00, 0.13, 0.26, 0.40, 0.53, 0.66, 0.79, 1.00]，2010 年的裂点为[0.00, 0.29, 0.40, 0.50, 0.61, 0.71, 0.82, 1.00]。据此将 ERV 分为 4 个等级：高风险区，0.71<ERV≤1；较高风险区，0.50<ERV≤0.71；中等风险区，0.26<ERV≤0.50；低风险区，0.00≤ERV≤0.26)。

从图 4 可以看出，2001—2010 年平朔矿区的生

表 3　2001 年和 2010 年平朔矿区生态脆弱度指标不同等级的面积

Table 3　Areas of different levels of ecological vulnerability indexes in Pingshuo Mining Area in 2001 and 2010　hm^2

指标 Index	年份 Year	指标值范围 Rang of index value				
		0~0.2	0.2~0.4	0.4~0.6	0.6~0.8	0.8~1
湿度指数 Wet index	2001	0.90	23.60	14 644.52	17 011.14	18.66
	2010	1.98	3.24	64.01	23 216.02	8 413.57
裸土指数 Bare soil index	2001	7.90	427.26	9 811.74	20 731.26	720.66
	2010	28.16	1 599.04	19 580.32	10 486.04	5.26
植被覆盖度 Vegetation coverage	2001	23 905.38	3 599.30	1 889.00	1 154.55	1 150.59
	2010	26 089.93	2 662.16	1 203.06	665.34	1 078.33
生态服务价值 Ecological system service value	2001	768.61	2 645.44	16 062.31	8 268.56	3 957.27
	2010	1 588.78	4 912.80	12 584.30	8 708.82	3 904.22
土壤侵蚀度 Soil erosion	2001	11 812.90	17 719.70	664.30	30.76	1 471.79
	2010	10 677.16	13 977.66	2 934.11	2 029.11	2 082.92

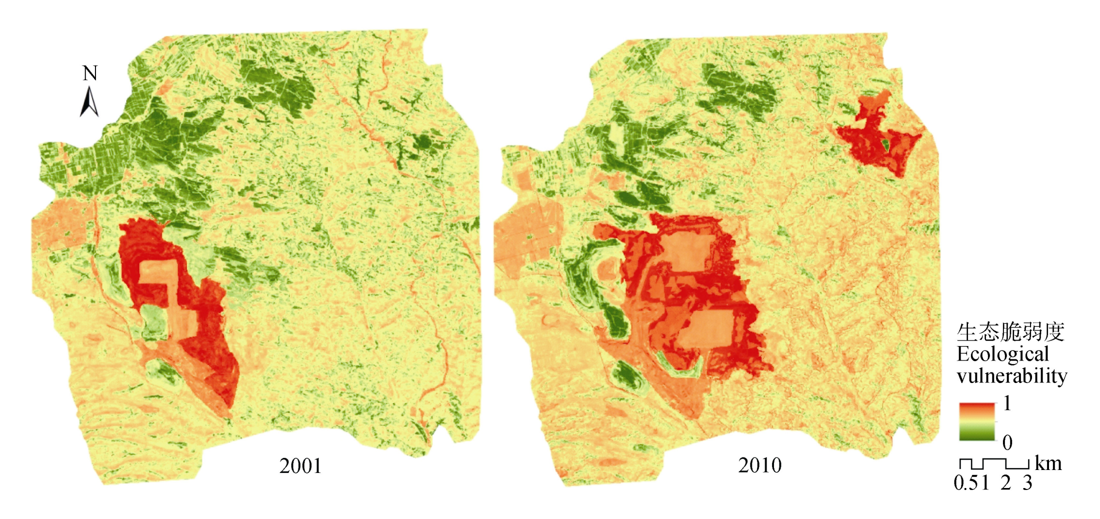


图 3　2001 年和 2010 年平朔矿区生态脆弱度空间分布变化

Fig. 3　Spatial distribution maps of ecological vulnerability in Pingshuo Mining Area in 2001 and 2010

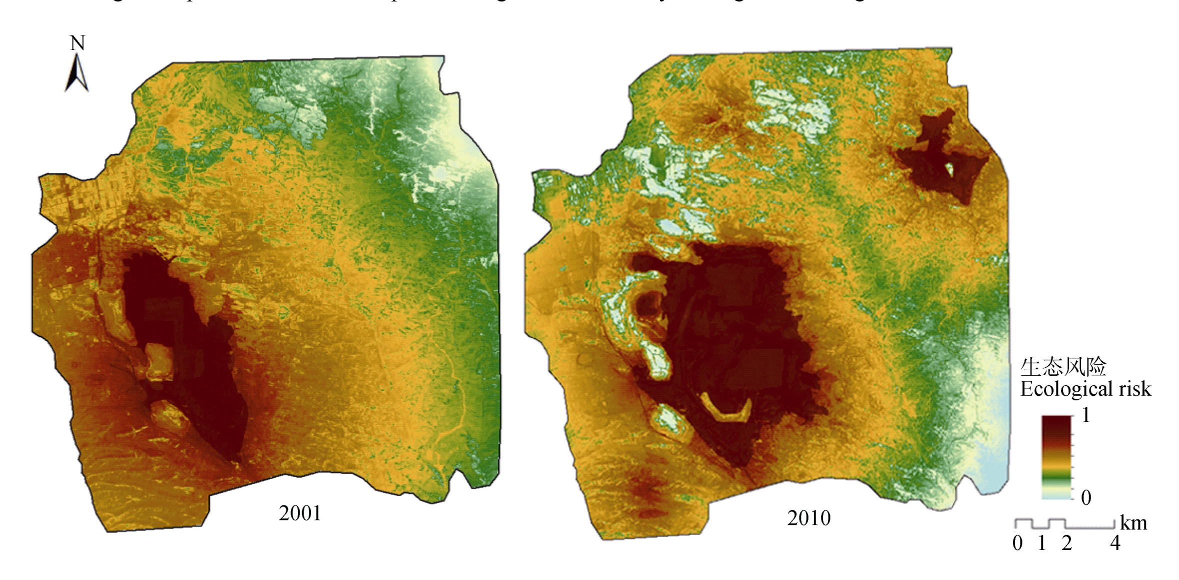


图 4　2001 年和 2010 年平朔矿区生态风险分布

Fig. 4　Distribution of ecological risk in Pingshuo Mining Area in 2001 and 2010

态风险分布发生了较大改变。2001 年受采矿扰动区域(采矿区和复垦区)的像元数为 34 377 个, 2010 年为 105 964 个, 分别占两期研究区像元总量的 9.76%和 30.08%。在扰动区中, 2001 年处于中等风险及以下的区域仅为 0.02%, 2010 年为 16.77%, 可以看出虽然矿区开采范围在扩大, 但是随着采后复垦工作的开展, 局部生态风险降低。在两个评价期中均为已复垦排土场的安太堡南排土场和西排土场, 生态风险均值发生显著变化, 南排土场从 0.64 降低 0.50, 西排土场从 0.62 降低到 0.46。排土场的均值差异反映平朔矿区多年复垦期的变化, 由于早期排土工艺不规范南排土场出现诸如滑坡、矸石自燃等生态问题, 评价结果表现出较高生态风险; 西排土场排土和复垦时间晚于南排土场, 但是排土工艺较南排土场科学合理, 对生态系统的维护有一定正向影响, 经过 10 年的管护表现为低生态风险。

剖面线 a 和 b 分别经过原地貌、已复垦排土场、工业场地、未复垦排土场、井工开采、露井复域、露天采区和剥离区 8 类扰动区(图 1), 其经过的像元风险值形成剖面曲线, 见图 5。剖面线 a 经过的生态风险值由图 5A 和图 5C 表示, 图中显示原地貌的生态风险基本无变化; 已复垦的南排在 2010 年风险值上升且上下波动, 这是由于南排发生了大面积的自燃, 局部生态受损严重; 2010 年已复垦的安太堡内排生态风险值明显下降; 2001 年尚在进行开采和剥离的区域已经发展成为工业场地和未复垦的排土场, 2010 年的生态风险值较十年前有小幅下降; 未复垦排土场的风险值远大于已复垦的排土场。

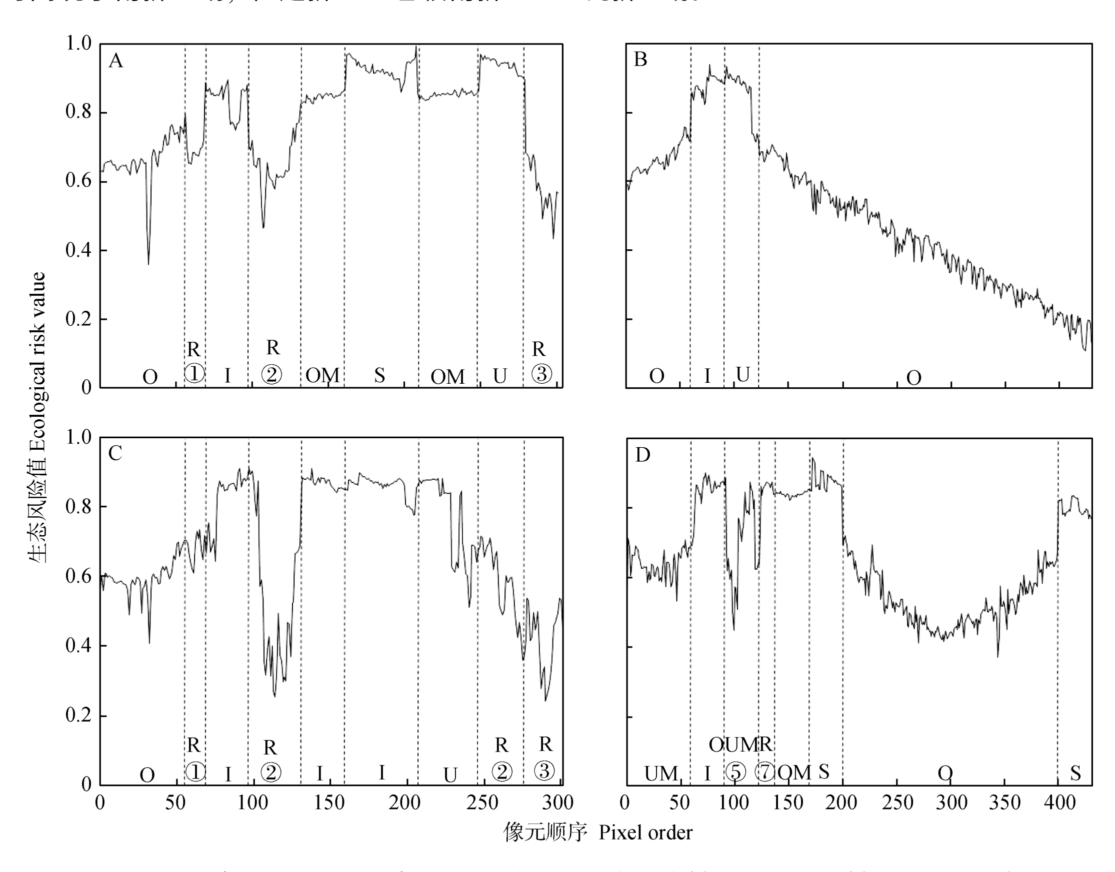


图 5　2001 年(A, B)和 2010 年(C, D)平朔矿区生态风险剖面 a(A, C)和剖面 b(B, D)分析

Fig. 5　Ecological risk analysis along hatching line a (A, C) and hatching line b (B, D) in Pingshuo mining area in 2001 (A, B) and 2010 (C, D)

O: 原地貌; R: 已复垦排土场; U: 未复垦排土场; I: 工业场地; OM: 露天采区; UM: 井工采区; S: 剥离区; OUM: 露井复域。①安太堡南排; ②安太堡内排; ③安太堡西排; ⑤安家岭西排; ⑦安家岭东排。O: original land; R: reclaimed dump; U: un-reclaimed dump; I: industrial site; OM: open-cast mining area; UM: underground mining area; S: stripping area; OUM: open and underground combined mining area. ① south dump of Antaibao; ② inner dump of Antaibao; ③ west dump of Antaibao; ⑤ west dump of Anjialing; ⑦ east dump of Anjialing.

剖面线 b 在 2001 年所经过的区域相对简单, 2010 年此区域的扰动类型随着采矿推进而丰富起来(图 5B 和图 5D)。位于研究区西南部的原地貌区域在 2010 年土地利用类型没有发生变化, 但受到井工开采的影响, 其生态风险值上升, 且不稳定, 在 0.65 的数值上下波动; 工业场地的风险值基本平稳; 安家岭西排经过 10 年的土地复垦措施, 生态风险值显著降低, 但风险值变化不稳定且浮动较大, 低值小

于 0.45 而高值达到 0.80，该区域受井工开采影响属于露井复域，增加了如排土场的不均匀沉降、边坡稳定性、土壤侵蚀度等风险发生的概率和强度；已复垦的安家岭东排由于复垦年限较短且距离露天采区近，生态风险值仍较高；2010 年处于两处剥离区之间的原地貌生态风险值受到距离剥离区的远近影响而出现高低不同的变化。

4 结论与讨论

1)本研究以位于生态脆弱区的平朔矿区为研究对象，通过构建生态风险评价模型表征煤矿开采过程中潜在生态风险问题以及土地复垦与生态重建工程对区域生态环境的保护和改善。该模型从土地损毁累积危害和生态系统脆弱度两方面评价了矿区生态系统受损度和承受风险的能力，综合反映矿区经过多年开采和复垦不同区域生态风险的变化，其评价结果符合矿区的实际。通过综合遥感技术和实地测量数据，不仅可以定量评价矿区生态风险值，并实现了评价结果和变化的可视化。

2)矿区生态风险的大小和变化与矿区开采速度、土地损毁面积大小、开采过程科学性和土地复垦措施密切相关。由评价结果可知，经过 10 年的土地复垦与生态重建措施，已复垦的排土场生态风险值呈下降趋势，生态系统趋于稳定。特大型露井联采矿区扰动范围较大，但是随着采后复垦工作的开展，有助于降低局部生态风险的影响。

3)通过研究矿区的土地损毁与复垦过程，评价生态风险的动态变化，可以识别和确定不同阶段的潜在风险影响以及部分有待优化的用地类型和采矿环节。在开采之前预测可能发生的生态风险，在采矿过程中介入人工干扰手段尽量避免或减少开采对生态系统的破坏，在采矿活动结束后及时进行生态系统的恢复与重建，可以有效避免生态系统的灾难性破坏。作为区域生态系统的风险源，矿区土地复垦应从单一的土地利用类型的数量和质量需求向生态功能需求转变，如何建立可持续发展的生态矿区、构建系统性和统筹规划的复垦矿区有待进一步的研究并具有现实意义。

参考文献 References

[1] Barnes D G, Dourson M. Reference dose (RfD): Description and use in health risk assessments[J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1988, 8(4): 471–486

[2] Gentile J H, Harwell M A, van der Schalie W H, et al. Ecological risk assessment: A scientific perspective[J]. Journal of Hazardous Materials, 1993, 35(2): 241–253

[3] 刘培哲. 当今世界环境科学研究的前沿领域——美国的生态风险评价研究[J]. 环境科学动态, 1989, (2): 1–3
Liu P Z. Frontier domain of word's environmental: The ecological assessment of the United States[J]. Environmental Science Trends, 1989, (2): 1–3

[4] 常青, 刘丹, 刘晓文. 矿业城市土地损毁生态风险评价与空间防范策略[J]. 农业工程学报, 2013, 29(20): 245–254
Chang Q, Liu D, Liu X W. Ecological risk assessment and spatial prevention tactic of land destruction in mining city[J]. Transactions of the CSAE, 2013, 29(20): 245–254

[5] 彭建, 陶静娴, 刘焱序. 基于 LVQ 的煤矿城市生态风险评价指标时间尺度特征[J]. 应用生态学报, 2015, 26(3): 867–874
Peng J, Tao J X, Liu Y X. Temporal characteristics of ecological risk assessment indicators in coal-mining city with the application of LVQ method[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(3): 867–874

[6] 孙琦, 白中科, 曹银贵, 等. 特大型露天煤矿土地损毁生态风险评价[J]. 农业工程学报, 2015, 31(17): 278–288
Sun Q, Bai Z K, Cao Y G, et al. Ecological risk assessment of land destruction in large open-pit mine[J]. Transactions of the CSAE, 2015, 31(17): 278–288

[7] 刘斌, 冀巍, 丁长春. 区域生态风险评价方法研究[J]. 科技创新与应用, 2013, (11): 118–119
Liu B, Ji W, Ding C C. Methods for regional ecological risk assessment[J]. Technology Innovation and Application, 2013, (11): 118–119

[8] 蒙吉军, 周婷, 刘洋. 区域生态风险评价: 以鄂尔多斯市为例[J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2011, 47(5): 935–943
Meng J J, Zhou T, Liu Y. Research on regional ecological risk assessment: A case study of Ordos in Inner Mongolia[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2011, 47(5): 935–943

[9] 王世东, 刘毅. 基于改进模糊综合评价模型的矿区土地损毁程度评价[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(9): 1191–1198
Wang S D, Liu Y. Evaluation of the degree of land destruction in mining areas using improved fuzzy comprehensive evaluation method[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2015, 23(9): 1191–1198

[10] 吴健生, 乔娜, 彭建, 等. 露天矿区景观生态风险空间分异[J]. 生态学报, 2013, 33(12): 3816–3824
Wu J S, Qiao N, Peng J, et al. Spatial variation of landscape eco-risk in open mine area[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(12): 3816–3824

[11] 常青, 邱瑶, 谢苗苗, 等. 基于土地破坏的矿区生态风险评价: 理论与方法[J]. 生态学报, 2012, 32(16): 5164–5174
Chang Q, Qiu Y, Xie M M, et al. Theory and method of ecological risk assessment for mining areas based on the land destruction[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(16): 5164–5174

[12] 李昭阳, 张楠, 汤洁, 等. 吉林省煤矿区景观生态风险分析[J]. 吉林大学学报: 地球科学版, 2011, 41(1): 207–214
Li Z Y, Zhang N, Tang J, et al. Analysis on the landscape ecological risk of Jilin coal mining area[J]. Journal of Jilin University: Earth Science Edition, 2011, 41(1): 207–214

[13] 孙琦. 大型露天煤矿土地损毁生态风险评价及空间防范措施[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2014
Sun Q. Ecological risk assessment and spatial prevention tactic of land destruction in large open-pit coal mine[D]. Beijing: China University of Geoscience (Beijing), 2014

[14] 宋飏, 王士君, 王雪微, 等. 矿业城市生命周期与空间结构演进规律研究[J]. 人文地理, 2012, 27(5): 54–61
Song Y, Wang S J, Wang X W, et al. Study on the life cycle and evolution law of spatial structure of mining city[J]. Human Geography, 2012, 27(5): 54–61

[15] Van Berkel R, 徐曙光. 矿业生产环境改善的生命周期评价[J].

国土资源情报, 2005, (5): 17–23
Van Berkel R, Xu S G. Life cycle assessment for environmental improvement of mineral's production[J]. Land and Resources Information, 2005, (5): 17–23
[16] 曹银贵, 程烨, 白中科. 安太堡露天矿区土地景观格局变化及土地复垦的原则[J]. 资源与产业, 2006, 8(5): 7–11
Cao Y G, Cheng Y, Bai Z K. The changes of landscape structure and the principles of land reclamation in the Antaibao opencast area[J]. Resources & Industries, 2006, 8(5): 7–11
[17] 卢艳艳. 基于 GIS 的煤矿区景观格局时空变化及生态重建研究[D]. 泰安: 山东农业大学, 2012
Lu Y Y. The spatiotemporal variation of landscape pattern and ecological rehabilitation in coal mining area based on GIS[D]. Tai'an: Shandong Agricultural University, 2012
[18] Bradshaw A. The use of natural processes in reclamation-advantages and difficulties[J]. Landscape and Urban Planning, 2000, 51(2/4): 89–100
[19] 马祥爱, 白中科, 冯两蕊. 露天矿区生态环境质量与资源利用评价——以平朔安太堡露天煤矿为例[J]. 中国生态农业学报, 2007, 15(5): 197–201
Ma X A, Bai Z K, Feng L R. Evaluation of the eco-environment quality and resources utilization in opencast coal mine area — A case study of Antaibao Opencast Mine of Pingshuo, Shanxi Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2007, 15(5): 197–201
[20] 白中科, 郧文聚. 矿区土地复垦与复垦土地的再利用——以平朔矿区为例[J]. 资源与产业, 2008, 10(5): 32–37
Bai Z K, Yun W J. A case study on Pingshuo mining area: Land rehabilitation and reutilization in mining districts[J]. Resources & Industries, 2008, 10(5): 32–37
[21] 李谦, 戴靓, 朱青, 等. 基于最小阻力模型的土地整治中生态连通性变化及其优化研究[J]. 地理科学, 2014, 34(6): 733–739
Li Q, Dai L, Zhu Q, et al. Ecological connectivity changes and its pattern optimization during land consolidation based on minimal accumulative resistance model[J]. Scientia Geographica Sinca, 2014, 34(6): 733–739
[22] 王建英, 黄远水, 邹利林, 等. 生态约束下的乡村旅游用地空间布局规划研究——以福建省晋江市紫星村为例[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(4): 544–552
Wang J Y, Huang Y S, Zou L L, et al. Land layout of rural tourism site based on ecological restraint: A case study of Zixing Village in Jinjiang City, Fujian Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2016, 24(4): 544–552
[23] 周永娟, 王效科, 欧阳志云. 生态系统脆弱性研究[J]. 生态经济, 2009, (11): 165–167
Zhou Y J, Wang X K, Ouyang Z Y. Research advances on ecosystem vulnerability[J]. Ecological Economy, 2009, (11): 165–167
[24] 张寅玲, 白中科, 陈晓辉, 等. 基于遥感技术的露天矿区土地复垦效益评价[J]. 中国矿业, 2014, 23(6): 71–75
Zhang Y L, Bai Z K, Chen X H, et al. Remote sensing-based assessment of land reclamation effect in open-cast mine[J]. China Mining Magazine, 2014, 23(6): 71–75
[25] 常鲁群, 卞正富, 邓喀中. GIS 支持下的矿区土壤含水量遥感反演及变化规律[J]. 金属矿山, 2007, (2): 55–57
Chang L Q, Bian Z F, Deng K Z. A GIS based remote sensing method for soil moisture inversion and change law in mining areas[J]. Metal Mine, 2007, (2): 55–57
[26] Crist P E. A TM tasseled cap equivalent transformation for reflectance factor data[J]. Remote Sensing of Environment, 1985, 17(3): 301–306
[27] Xu H. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery[J]. International Journal of Remote Sensing, 2008, 29(14): 4269–4276
[28] 吴立新, 马保东, 刘善军. 基于 SPOT 卫星 NDVI 数据的神东矿区植被覆盖动态变化分析[J]. 煤炭学报, 2009, 34(9): 1217–1222
Wu L X, Ma B D, Liu S J. Analysis to vegetation coverage change in Shendong Mining Area with Spot NDVI data[J]. Journal of China Coal Society, 2009, 34(9): 1217–1222
[29] 刘焱序, 王仰麟, 彭建, 等. 基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J]. 地理学报, 2015, 70(7): 1052–1067
Liu Y X, Wang Y L, Peng J, et al. Urban landscape ecological risk assessment based on the 3D framework of adaptive cycle[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(7): 1052–1067
[30] Carlson T N, Ripley D A. On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index[J]. Remote Sensing of Environment, 1997, 62(3): 241–252
[31] 井美娟, 贾宁凤, 姚亚敏. 区域土地利用生态系统服务价值估算与修正——以山西省河曲县沙坪村为例[J]. 生态经济, 2012, (3): 150–152
Jing M J, Jia N F, Yao Y M. Land use ecosystem service value evaluation and correction in regional areas: A case study on Shaping Village in Hequ County of Shanxi[J]. Ecological Economy, 2012, (3): 150–152
[32] 段瑞娟, 郝晋珉, 王静. 土地利用结构与生态系统服务功能价值变化研究——以山西省大同市为例[J]. 生态经济, 2005, (3): 60–62
Duan R J, Hao J M, Wang J. The change of land use structure and ecosystem service value: A case study in Datong City of Shanxi[J]. Ecological Economy, 2005, (3): 60–62
[33] 刘小翠. 露天矿区生态系统服务价值的动态变化研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2010
Liu X C. The study of dynamics change on the opencast ecosystem service value[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2010
[34] 张耿杰. 矿区复垦土地质量监测与评价研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2013
Zhang G J. Study on monitoring and evaluation of the quality of reclaimed land in mining area[D]. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2013
[35] 邢育刚. 煤矿区地面沉陷引发的生态服务价值变化与生态修复对策研究——以山西晋北典型矿区为例[D]. 太原: 山西大学, 2013
Xing Y G. Study on ecosystem service value changes caused by surface subsidence of coal-mining site and ecological restoration countermeasures — a case study of typical coal-mining site of northern Shanxi Province[D]. Taiyuan: Shanxi University, 2013
[36] Rossi P, Pecci A, Amadio V, et al. Coupling indicators of ecological value and ecological sensitivity with indicators of demographic pressure in the demarcation of new areas to be protected: The case of the Oltrepò Pavese and the Ligurian-Emilian Apennine area (Italy)[J]. Landscape and Urban Planning, 2008, 85(1): 12–26
[37] 谢苗苗, 李超, 刘喜韬, 等. 喀斯特地区土地整理中的生物多样性保护[J]. 农业工程学报, 2011, 27(5): 313–319
Xie M M, Li C, Liu X T, et al. Biodiversity protection in land consolidation in Karst areas[J]. Transactions of the CSAE, 2011, 27(5): 313–319